



Universidad Centroccidental "Lisandro Alvarado"
Decanato de Agronomía
Programa de Ingeniería Agroindustrial
Revista Científica A.S.A
ISSN: 2343-6115 Depósito Legal No ppl201302LA4406

TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE AGUAS RESIDUALES GENERADAS EN UNA EMBOTELLADORA DE BEBIDAS NO ALCOHÓLICAS

Linares Abner, Pire-Sierra María Gabriela, Lamedá-Cuicas Eudimar, Molina-Quintero
Luisa y Pire-Sierra María Carolina*

Programa de Ingeniería Agroindustrial. Decanato de Agronomía. Universidad
Centroccidental Lisandro Alvarado. Venezuela.

*Autor de correspondencia mcpirre@ucla.edu.ve

ASA/EX -2017-02.

Recibido: 20-03-2017

Aceptado: 31-05-2017

RESUMEN

Las aguas residuales industriales presentan una gran cantidad de contaminantes que tienen una acción negativa y compleja sobre el medio ambiente cuando son descargados sin el tratamiento adecuado, afectando el desarrollo natural de los ecosistemas, lo que ha conducido a la implementación de diversos métodos para la remoción de los contaminantes presentes. En tal sentido, en esta investigación se realizó un estudio para determinar el tratamiento requerido para las aguas residuales generadas en una embotelladora de bebidas no alcohólicas. Se realizó la caracterización fisicoquímica y microbiológica del efluente, empleando los métodos señalados en el Método Estándar y las Normas COVENIN, respectivamente. Luego, se instalaron reactores por carga secuencial (SBR) que operaron bajo dos condiciones (aeróbica y anaeróbicamente) con el objetivo de evaluar la remoción de DQO y comparar los resultados de los tratamientos aplicados. La caracterización del efluente de la embotelladora de bebidas no alcohólicas mostró que los contaminantes principales que se deben remover del agua residual son el carbono, medido como DQO y las bacterias coliformes totales y fecales. El tratamiento aeróbico en el SBR resultó ser el más eficiente para la remoción de materia orgánica y de coliformes fecales del agua residual industrial. Finalmente, las unidades mínimas requeridas para el tratamiento del efluente industrial serían el reactor biológico seguido del tanque de desinfección.

Palabras clave: agua residual, bebidas no alcohólicas, tratamiento biológico aerobio, tratamiento biológico anaeróbico.



BIOLOGICAL TREATMENT OF WASTEWATER GENERATED IN A SOFT DRINK INDUSTRY

ABSTRACT.

Industrial wastewater presents a large amount of contaminants that have a negative and complex action on the environment when they are discharged without adequate treatment, affecting the natural development of the ecosystems, which has led to the implementation of various methods for removal of the contaminants present. In this sense, a study was carried out to determine the treatment required for wastewater generated in a soft drink industry. The physicochemical and microbiological characterization of the effluent was carried out using the methods described in the Standard Method and the COVENIN Standards, respectively. Sequential batch reactors (SBR) were installed and operated under two different conditions (aerobic and anaerobic) with the objective of evaluating the COD removal. The characterization of the effluent of non-alcoholic beverages showed that the main pollutants released in the wastewater are organic matter, measured as COD and total and fecal coliform bacteria. The aerobic treatment in the SBR proved to be more efficient for the removal of organic matter and fecal coliforms from the industrial effluent. Finally, the minimum units required for the treatment of industrial wastewater would be the biological reactor followed by the disinfection tank.

Keywords: Wastewater, soft drinks, aerobic biological wastewater treatment, anaerobic biological wastewater treatment.



INTRODUCCIÓN

La industrialización es el principal ingrediente del crecimiento económico y desarrollo de las naciones. No obstante, con frecuencia se excluye por completo en la planificación industrial el cuidado y protección al ambiente. En Latinoamérica, muchos cuerpos de agua son receptores de descargas de residuos domésticos e industriales sin el tratamiento mínimo requerido, se estima que en Venezuela menos del 25% de las aguas residuales son debidamente tratadas (Vitalis, 2017), correspondiendo a lo señalado por UNW-DPC (2013) donde se indica que en la región sólo el 20% recibe algún tratamiento. Un adecuado proceso depurativo de las aguas residuales, tanto las domésticas, como las industriales, trae consigo múltiples ventajas, ya que permitiría su uso sostenible sin provocar una alteración y daño a los ecosistemas.

Las aguas residuales industriales se caracterizan por estar conformadas por una compleja matriz que agrupa diversos contaminantes. Particularmente, los efluentes de embotelladoras de bebidas no alcohólicas (refrescos o bebidas

carbonatadas) se caracterizan por la elevada concentración de materia orgánica, producto de la gran cantidad de azúcar que se utiliza durante el proceso productivo, además poseen cafeína, aromatizantes, caramelo, estabilizantes remanentes, así como detergentes y sustancias químicas ácidas y básicas usadas durante la limpieza y desinfección de las líneas de producción. La carga orgánica puede oscilar entre 3.000 y 100.000 mg·L⁻¹ y los pH variar desde 3 a 10 unidades (ATV, 1989; García-Morales *et al.*, 2012).

La importancia de conocer las características del agua residual es que permitirá la selección adecuada de tratamientos de depuración para la remoción de los contaminantes presentes (García-Morales *et al.* 2012). Entre los procesos más comunes de tratamiento de las aguas residuales están los fisicoquímicos y biológicos, siendo siempre los primeros más costosos (López-López *et al.* 2008).

La deficiencia o inexistencia de los tratamientos de los efluentes generados en Venezuela genera un fuerte impacto en el ambiente. Uno de los motivos principales es el desconocimiento de los fundamentos



del proceso de depuración, ya sea físicoquímico o biológico, y mal manejo de los sistemas existentes. Muchos de los sistemas de tratamiento son traídos del exterior y funcionan como sistemas “llave en mano”, por lo que al presentar algún problema en su funcionamiento o disminución de la eficiencia, se prescinde de su uso, creando grandes focos de contaminación por la descarga de aguas residuales sin el debido tratamiento.

Las aguas no tratadas son un riesgo para la salud humana por los agentes infecciosos que contienen; entre ellos se encuentran las bacterias coliformes, las cuales son indicadoras de contaminación que están presentes junto con otras bacterias patógenas (Bitton, 2005).

El tratamiento biológico ha sido utilizado para remover los contaminantes generados durante la producción de bebidas no alcohólicas, basados en sistemas de lodos activados convencionales y reactores de lecho fluidizado (Cruz 2002, Moreno-Rincón, 2003), así como también procesos físicoquímicos como ozonización, coagulación, entre otros (García-Morales *et al.* 2012). Sin embargo, los estudios en los que se emplee reactores por cargas

secuenciales son limitados para el tratamiento de estos efluentes.

Los reactores por carga secuencial (SBR) consisten en un sistema de lodos activados no convencional que se utiliza para el tratamiento de aguas residuales, se reconoce su eficiencia en la remoción de materia orgánica y nutrientes, además que son sistemas muy flexibles donde todas las operaciones ocurren en un mismo recipiente. Se caracterizan por ser más económicos que otros procesos biológicos convencionales, requiriendo de menos espacio físico para su construcción y funcionamiento y además soportan amplios cambios en las cargas orgánicas e hidráulicas (Mace y Mata-Álvarez, 2002; Suresh *et al.* 2011), por lo que son atractivos para ser usados en sectores industriales.

En Venezuela, cada vez son más los recursos destinados a velar por el cumplimiento de las regulaciones establecidas para el vertido y tratamiento final de las aguas residuales. El Decreto 883 (MARN, 1995) y la Ley de Aguas (2007), constituyen el marco regulatorio vinculado con los efluentes líquidos industriales y domésticos en Venezuela. Por lo que es imperante desarrollar



sistemas de tratamientos adecuados a las condiciones locales que garanticen su eficiencia y continuidad.

Es por ello que la presente investigación tuvo como objetivo determinar el tratamiento requerido para las aguas residuales generadas en una embotelladora de bebidas no alcohólicas para generar un agua tratada que pueda ser descargada a un río.

MATERIALES Y MÉTODOS.

Origen del agua residual.

Se utilizó un efluente industrial proveniente de una embotelladora de bebidas gaseosas no alcohólicas ubicada en el Sector Carabalí de Cabudare (Lara, Venezuela). La empresa se dedica al procesamiento y envasado de bebidas carbonatadas (refrescos) y actualmente, está incursionando en el embotellado de jugos concentrados. El agua residual fue tomada en la tanquilla de descarga ubicada al inicio de la planta de tratamiento de aguas residuales, inmediatamente después de la unidad de separación de grasas, se recogió en envases plásticos de 20 L de capacidad, adicionalmente se recogieron muestras de 250 mL en frascos estériles que contenían

tiosulfato de sodio para realizar los análisis microbiológicos. Las muestras fueron llevadas al Laboratorio de Investigación Ambiental del Programa de Ingeniería Agroindustrial de la Universidad Centroccidental Lisandro Alvarado donde fueron almacenadas y posteriormente analizadas.

La técnica de muestreo del agua residual generada en la embotelladora de bebidas no alcohólicas fue la de muestra compuesta, que consistió en la mezcla de diferentes alícuotas de cada muestra puntual en cantidades proporcionales al caudal medido en cada punto. La frecuencia de muestreo fue de 15 minutos durante toda la jornada de producción.

Caracterización del agua residual.

Para conocer las características del efluente producido en la embotelladora de bebidas no alcohólicas se determinaron parámetros fisicoquímicos y microbiológicos (Cuadro 1), siguiendo los procedimientos establecidos en los métodos estándares internacionales (APHA-AWWA-WEF, 2012 y COVENIN, 1996, respectivamente). En la caracterización se incluyeron los parámetros microbiológicos, por la



posible combinación de los efluentes industriales con los de los sanitarios del área de producción y oficinas administrativas.

Los análisis se realizaron inmediatamente después de trasladar las muestras al laboratorio. Las determinaciones se realizaron por duplicado.

Cuadro 1. Análisis fisicoquímicos y microbiológicos realizados al efluente industrial.

Parámetros	Método estándar
Demanda química de oxígeno (DQO)	5520-C
Sólidos suspendidos totales (SST)	2540-B
Sólidos suspendidos volátiles (SSV)	2540-E
Nitrógeno amoniacal (N-NH_4^+)	4500-NH ₃ -C
pH	4500-HB
Conductividad eléctrica C.E.)	2510
Alcalinidad total	2320-B
Número más probable de coliformes totales y coliformes fecales	1104:1996
Método estándar (APHA-AWWA-WEF, 2012), Normas COVENIN (1996).	

Descripción del sistema de tratamiento empleado.

Se empleó un tratamiento biológico empleando un reactor por carga secuencial (SBR) que funcionó tanto en condiciones aeróbicas (R1), como anaeróbicas (R2), para esto se utilizaron en paralelo dos SBR. El reactor 1 (R1) estuvo provisto de un sistema de aireación que aportó el oxígeno (OD) necesario para mantenerlo en condiciones óxicas ($\text{OD} > 2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), así como mantuvo el lodo activado (biomasa) suspendida dentro del reactor, por su parte, el reactor 2 (R2) contó con un sistema de agitación mecánica, sin suministro de aire ($\text{OD} \approx 0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$).

Ambos reactores (R1 y R2) poseían 0,6 L de lodo activado y fueron cargados con 1,4 L de agua residual industrial. La edad de lodo se fijó en 15 días. Posteriormente, se evaluó la eficiencia de remoción de DQO al cabo de un período de tiempo (T_c : tiempo de duración del ciclo).

El tiempo del ciclo ideal (T_c) se determinó probando duraciones parciales del agua residual dentro del SBR, se usaron T_c : 2, 4, 6, 8, 10, 22 y 24 horas de operación. Se determinó la eficiencia de



remoción de DQO. El Tc que arrojó mayor remoción de DQO se consideró como la duración de ciclo ideal para el tratamiento de los efluentes generados en la embotelladora de bebidas no alcohólicas.

Los reactores operaron bajo un proceso cíclico, llevándose a cabo las siguientes etapas secuenciales: 1) llenado de los reactores con el agua residual (duración 0,3% Tc), 2) reacción donde se degradó la materia orgánica en condiciones óxicas y anaeróbicas (duración 98,3% Tc), 3) sedimentación para la separación de la biomasa del agua tratada (8,33% Tc) y finalmente, 4) descarga del agua tratada (duración 1,39% Tc).

Luego del tratamiento se evaluó la eficiencia de remoción de DQO para el tiempo de ciclo ideal, tanto de R1 como de R2 y se compararon para determinar el sistema más eficiente y estable durante el tratamiento del agua residual industrial.

Recuento de coliformes totales y coliformes fecales.

Para esta determinación, se empleó la técnica de fermentación por tubos múltiples, los resultados se expresaron en términos de Número Más Probable (NMP) en 100 mL. Este número está

basado en fórmulas de probabilidad y es un estimado de la densidad media de coliformes en la muestra (APHA-AWWA-WEF, 2012).

Este procedimiento se llevó a cabo según las especificaciones de la norma COVENIN 1104-96. Para la prueba presuntiva se inocularon volúmenes de 1 mL de muestra y de las respectivas diluciones, en cada uno de los 3 tubos con caldo lauril sulfato triptosa, con tubos de fermentación invertidos (tubos Durham). Se procedió a incubar a $35\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$ durante 24 h. Los tubos que resultaron negativos fueron incubados por 24 horas adicionales.

Siguiendo las exigencias de la técnica, los tubos que resultaron positivos con la presencia de gas en el tubo Durham en la prueba presuntiva, fueron sembrados con asa bacteriológica en tubos con caldo bilis verde brillante al 2% para la prueba confirmativa de coliformes totales. Se procedió a incubar a $35\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$ durante 24 h a 48 h. Se contaron los tubos positivos (producción de gas en los tubos Durham) y se llevaron los valores a la tabla del NMP.

Para la determinación de los coliformes fecales, a partir de los tubos positivos de



la prueba anterior, se tomó una alícuota con el asa bacteriológica y se sembró en tubos con caldo lactosa bilis verde brillante al 2% (LBVB) y en agua peptonada. Se procedió a incubar a 44 °C \pm 0,1°C durante 24 h a 48 h. Se contaron los tubos positivos (producción de gas en los tubos Durham) y se llevaron los valores a la tabla del NMP.

Para el aislamiento de *E. coli* se procedió a sembrar placas con agar Levine (EMB) a partir de los caldos LBVB positivos. Para la identificación de Enterobacterias se realizó las pruebas de producción de indol, rojo de metilo, Voges Proskauer y utilización de citrato (IMViC).

Cabe destacar, que para cada prueba microbiológica realizada, las muestras fueron procesadas por triplicado.

Técnica de procesamiento y análisis de los datos.

Los resultados de pH, temperatura, conductividad eléctrica, sólidos, alcalinidad y coliformes totales y fecales fueron analizados con estadística descriptiva utilizando el programa Microsoft Office Excel 2010, presentándose la tendencia central

(media), su dispersión (desviación estándar) y se elaboraron gráficos para ilustrar los resultados.

Por su parte, los resultados de la eficiencia de remoción de DQO (principal contaminante a ser removido con los tratamientos planteados), se compararon mediante un análisis de varianza y separación de medias de una sola vía a través de la prueba de Tukey, utilizando el programa estadístico Statistix versión 8.0, con la finalidad de determinar las diferencias significativas en los porcentajes de remoción de este parámetro en los dos tratamientos realizados. Luis_thielen

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización fisicoquímica y microbiológica del efluente industrial.

Los efluentes generados en la empresa de bebidas no alcohólicas se caracterizaron por poseer un elevado contenido de materia orgánica (Tabla 2), siendo el principal contaminante que debe tratarse para poder descargarlos a un cuerpo de agua, según lo establecido en la normativa ambiental venezolana (MARN, 1995). El resto de parámetros medidos se



encuentran por debajo de los límites de descarga.

En el Cuadro 2 se muestran los resultados fisicoquímicos y microbiológicos de la caracterización realizada al agua residual de la embotelladora de bebidas no alcohólicas, junto con los límites establecidos por la normativa ambiental venezolana en el Decreto 883 para descargas en cuerpos de agua (MARN, 1995). Los efluentes generados durante los muestreos correspondieron a efluentes del proceso de envasado de bebidas no alcohólicas (refrescos) de diversos sabores cola, uva, piña, crema soda, entre otros.

Cuadro 2. Caracterización fisicoquímica y microbiológica del efluente generado en la embotelladora.

Parámetros	Promedio ± D.E.	Límite permisible (MARN, 1995)
DQO (mg·L ⁻¹)	3839 ± 210	350
C.E. (μS·cm ⁻¹)	218 ± 12	--
Alcalinidad (mg·L ⁻¹)	190	--
pH	6,47 ± 0,28	6-9
N-NH ₄ ⁺ (mg·L ⁻¹)	12,6	40*
Sólidos sedimentables (mL·L ⁻¹)	0,8 ± 0,6	1
Sólidos totales, ST (mg·L ⁻¹)	3646,67	--
SST (mg·L ⁻¹)	170	80
SSV (mg·L ⁻¹)	126,2	--
SSV/SST	0,74	--

Coliformes totales (NMP·100 mL ⁻¹)	>1100	≤1000
Coliformes fecales (NMP·100 mL ⁻¹)	>1100	--

*NT: nitrógeno total (N-NH₄⁺ + Norg + NO_x⁻)

Se presume que el valor obtenido para la DQO y sólidos suspendidos totales se debe a las altas concentraciones de azúcar y otras materias primas utilizadas en el proceso productivo de elaboración de bebidas no alcohólicas. Por su parte, se puede inferir que la concentración elevada de bacterias coliformes en las muestras analizadas de aguas residuales, es debido a una posible mezcla de las aguas provenientes del proceso productivo con las generadas en los sanitarios ubicados en la industria y áreas administrativas. Las bacterias coliformes son microorganismos que están generalmente asociados con el tracto intestinal de humanos y animales, su presencia indica contaminación fecal en el agua (Madigan *et al.*, 2009). Por estas razones, debe estudiarse y plantearse una manera adecuada y óptima de tratar estos contaminantes y así lograr su disminución hasta los límites permitidos para una disposición final segura (MARN, 1995).

Los resultados mostrados en el Cuadro 2 son similares a los reseñados por Cruz



(2002) y Espindola (2011) quienes realizaron la caracterización de los efluentes industriales descargados por una industria embotelladora de bebidas gaseosas, quienes reportaron rangos de DQO entre 3100 y 4500 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, sólidos sedimentables de 0,2 $\text{mL}\cdot\text{L}^{-1}$ y coliformes totales de 460 a 3500 $\text{NMP}\cdot 100\text{ mL}^{-1}$ y sin embargo se notó disparidad con los coliformes fecales, quienes reportaron de < 3 a 170 $\text{NMP}\cdot 100\text{ mL}^{-1}$. La diferencia principal estuvo relacionado con el pH reportado por Cruz (2002) cuyo efluente osciló entre 3 y 4 unidades, correspondiendo al pH característico de las bebidas gaseosas (ligeramente ácidos), pudiéndose inferir que en el caso de Cruz se descartaba a la planta de tratamiento efluentes ricos en refrescos, mientras que en el caso de la presente investigación, los efluentes pudieron estar diluidos o neutralizados por efecto del agua residual proveniente de la realización del sanitizado de equipos, botellas y tuberías durante el proceso productivo.

De igual forma en la caracterización realizada por Peña (2010) se reportan valores de sólidos suspendidos de 41 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, sólidos totales de 1347 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, nitrógeno de 9,21 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, conductividad

de 604 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ siendo muy similares a los encontrados en la presente investigación.

Con los resultados obtenidos en la caracterización (Tabla 2) es notable que los dos problemas principales que presenta el agua residual generada en la embotelladora son la DQO y la presencia de bacterias coliformes, superando los límites establecidos por la normativa ambiental venezolana (MARN, 1995). En relación a los sólidos suspendidos totales, que se encuentran por encima de los límites de descarga se considera que con la aplicación del tratamiento adecuado para remover DQO y coliformes, se logrará ajustar y descargar un efluente que cumpla con lo establecido en el Decreto 883 (MARN, 1995), por tal razón, no se incluyó un tratamiento adicional para remover SST.

Con respecto a los resultados obtenidos luego de la aplicación del tratamiento biológico, se observó, que la densidad bacteriana del grupo de los coliformes fecales disminuyó significativamente (95% aproximadamente), como se puede apreciar en la Figura 1, lo cual muestra una eficiencia de dicho tratamiento en condiciones aeróbicas, para la remoción



de las bacterias fecales. Resultados similares se reportaron luego de la aplicación de un tratamiento biológico, específicamente con un reactor de lecho de lodo de flujo ascendente (UASB) a escala piloto, en aguas residuales municipales, donde se evidenció una disminución de alrededor del 90% de coliformes totales y fecales (Cervantes-Zepeda *et al.* 2011). Sin embargo, en el presente estudio no se logró la disminución de coliformes totales.

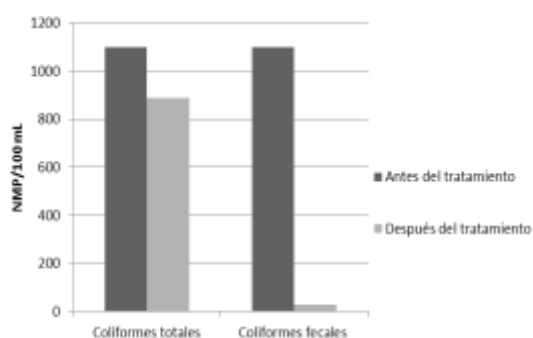


Figura 1. Recuento de coliformes totales y fecales en el agua residual antes y después de tratamiento en el SBR.

Luego de haberse determinado la presencia de coliformes fecales, tanto en el agua residual cruda como en el efluente obtenido después de aplicado el tratamiento biológico en el SBR, se procedió con la identificación bacteriana. Los resultados obtenidos mediante la aplicación de las pruebas IMViC en

ambos tipos de muestras, confirmaron la presencia de *Proteus* sp, *E. coli*, *Klebsiella* sp y *Enterobacter* sp.

La presencia de estos géneros bacterianos indica contaminación fecal, lo que representa un riesgo sanitario, ya que ocasionaría la incorporación de microorganismos patógenos en aguas receptoras que pueden provocar enfermedades. Por ello, el control sanitario es de gran importancia como medida básica para mantener un grado de salud adecuado en la población.

Por lo señalado anteriormente, es necesario que el sistema de tratamiento de depuración de las aguas residuales disponga de un reactor biológico que remueva la DQO y SST, además de un tanque de cloración de aguas residuales que permita la inactivación y eliminación de los coliformes, otra alternativa podría ser el empleo de radiación ultravioleta para la desinfección del agua (Wright y Cairns, 2011). Estas serían las unidades mínimas con las que debe contar el sistema para brindarle el tratamiento al efluente generado en la embotelladora de bebidas no alcohólicas.

Determinación de la duración del ciclo en el SBR.



Se determinó la duración del ciclo requerida para remover la DQO presente en el agua residual de la empresa

embotelladora de bebidas no alcohólicas. La Figura 2 muestra la evolución de la DQO en el SBR (R1) evaluado por un período de 24 h, se observa que a partir de la hora 6 del inicio del ciclo, la DQO de salida presenta un comportamiento asintótico con el eje de las abscisas, mostrando poca diferencia entre la DQO en la hora 6, 23 y 24 del ciclo. Este resultado permitió determinar que la duración ideal del ciclo era de 6 horas para el efluente industrial en estudio.

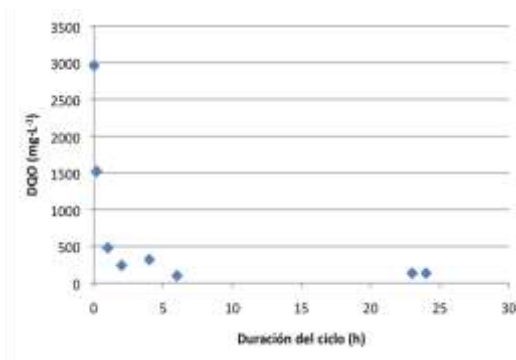


Figura 2. Evolución de la DQO a diferentes duraciones de ciclo en el SBR.

Eficiencia R1 vs. R2 en la remoción de contaminantes.

En la Figura 3 se muestran los resultados obtenidos de la DQO durante

la evaluación del R1 que operó de forma aerobia. Se puede observar que la DQO de entrada al reactor siempre estuvo en un rango entre los 2000-3500 mg·L⁻¹, mientras que la concentración de la misma fue variable a la salida del reactor estuvo por debajo de los 410 mg·L⁻¹.

Se observa en la Figura 3 que el agua residual cruda que alimentó al reactor biológico poseía una carga de materia orgánica variable, lo cual es característico, debido a que los procesos productivos son cambiantes en las industrias y cualquier reemplazo o sustitución de reactivos, insumos, materia prima, maquinaria o incluso el tipo producto final, repercute en las características y composición de los efluentes. A pesar de esta variabilidad, la concentración a la salida del reactor en su mayoría estuvo por debajo de los 350 mg·L⁻¹ establecido como límite para descargas en cuerpos de aguas en el Decreto 883 (MARN, 1995), demostrando la estabilidad que presentó el sistema de tratamiento biológico en condiciones aeróbicas.

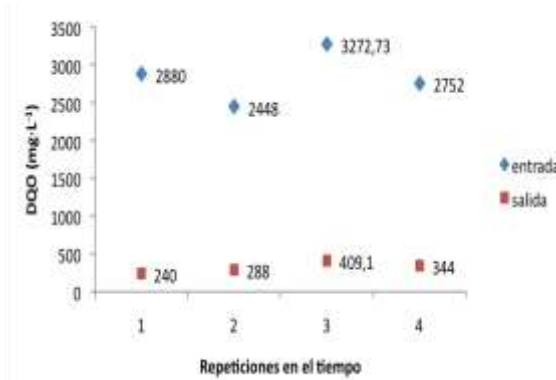


Figura 3. Comportamiento de la DQO en la entrada y salida del reactor biológico operado aeróbicamente (R1).

Suresh *et al.* (2011) al hacer una revisión de tratamientos biológicos de aguas residuales industriales utilizando SBR, reportaron que sistemas aerobios como el usado en R1, fueron adecuados para el tratamiento de efluentes de bebidas (cervecías, destilerías), ambos tipos de efluentes son ricos en materia orgánica, como lo es el agua residual generada en la embotelladora de refrescos. Concluyeron que los tratamientos basados en SBR se reconocen como tecnologías avanzadas para la protección y preservación ambiental, ya sean utilizados como tratamiento principal o como complemento de otro tratamiento.

En la Figura 4 se muestra el comportamiento de la DQO durante el funcionamiento del reactor en

condiciones anaeróbicas (R2), se observa que al igual que en el tratamiento aerobio, las concentraciones de entrada de DQO fueron variable oscilando entre los 900 y 3000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; sin embargo, no se observó la estabilidad del sistema durante el tiempo de evaluación, debido a que las concentraciones de salida (agua tratada) también fueron variables, oscilando entre 685,6 y 2752 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

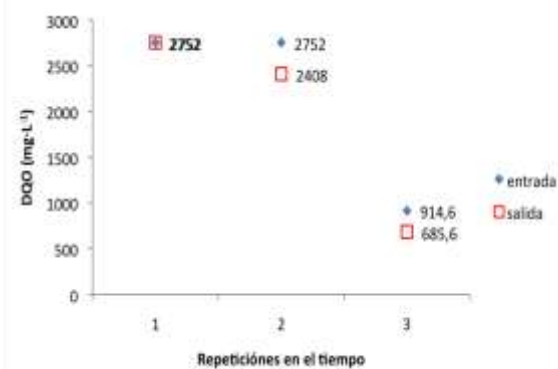


Figura 4. Comportamiento de la DQO en la entrada y salida del reactor biológico operado anaeróbicamente (R2).

Existen diversas razones que pueden explicar el comportamiento observado en R2, como son: Proceso incompleto de digestión anaeróbica, inadecuada velocidad de carga orgánica (OLR) y/o problemas de sedimentabilidad del lodo activado (biomasa). En primer lugar, los sistemas anaeróbicos degradan material



orgánico complejo para transformarlo biogás (metano y dióxido de carbono), siendo la forma como es expulsado el carbono presente en el agua residual, cuando no se dan por completo las etapas de la digestión anaeróbica, es decir, no se alcanza la metanogénesis, el carbono presente en la materia orgánica sólo sufre transformación dentro del reactor, pero no es removido del sistema. Presumiblemente eso fue lo ocurrido en el presente estudio, donde la materia orgánica no se transformó a biogás, quedando disponible en el sistema en forma de moléculas más simples a las iniciales que provenían del agua residual cruda, ocurriendo sólo la primera etapa de la digestión anaeróbica (hidrólisis); y por tanto, no hubo un proceso real de remoción.

Para residuos en los que la materia orgánica esté en forma de partículas, la fase limitante durante la digestión anaeróbica es la hidrólisis, debido a que es proceso enzimático cuya velocidad depende de la superficie de las partículas. Usualmente, esta limitación hace que los tiempos de proceso sean del orden de dos a tres semanas (Pavlosthaty y Giraldo Gómez (1991). Por su parte IDEA (2007),

señala que las puestas en marcha de los reactores son, en general, lentas, requiriendo tiempos que pueden ser del orden de meses, ya que esto permite que se establezca la asociación sintrófica entre bacterias acetogénicas y metanogénicas, creando agregados de estas poblaciones, lo cual representa un aspecto necesario para que se desarrollen las etapas secuenciales de la digestión anaeróbica.

Otro de los posibles aspectos que influyeron en el desenvolvimiento del R2, es la velocidad de carga orgánica (OLR), definida como la cantidad de materia orgánica introducida por unidad de volumen y tiempo en el reactor, para esto se probó disminuir la carga suministrada al reactor (repetición 3), se aplicó una DQO de entrada al SBR de $900 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, esta concentración no es la característica generada en la embotelladora de refrescos; sin embargo, se generó en un época cuando la producción estuvo muy mermada por falta de materia prima (azúcar). Se evaluó el comportamiento del reactor R2 al alimentarlo con ella, obteniéndose de igual manera una baja remoción de DQO ($229 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), resultando en un efluente con DQO remanente de $685 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Figura 4),



superior al valor máximo de descarga a cuerpos de agua aceptado en la normativa ambiental venezolana (MARN, 1995).

Aunado a todo lo señalado, se debe resaltar que durante el desenvolvimiento de R2 se detectó un problema de sedimentabilidad presentado por el lodo activo usado, lo cual fue incrementando de manera progresiva dificultando la evaluación del sistema en cuanto a la remoción de DQO y conteo de coliformes. Este problema pudo causar una deficiente clarificación, y por tanto, el efluente de salida del reactor (agua tratada) pudo tener partículas de biomasa que aportarían materia orgánica durante la determinación de la DQO y de allí las elevadas concentraciones de DQO a la salida del reactor (Figura 4). Para tratar de solventar este problema, el reactor se mantuvo en operación durante un mes más para tratar de estabilizarlo y lograr una adecuada sedimentación, pero no se consiguió recuperar el funcionamiento normal del sistema.

En ningún momento el R2, operado bajo el régimen anaerobio, logró cumplir el objetivo principal buscado, que era el de disminuir la concentración de DQO presente en el agua residual por debajo de

los $350 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, establecido como límite para descargas en cuerpos de agua en el Decreto 883 (MARN, 1995).

De los dos tratamientos aplicados al agua residual se realizó una comparación con respecto a la remoción de la DQO (Figura 5). Los resultados mostraron que la eficiencia de remoción de DQO fue significativamente superior durante el tratamiento aeróbico en comparación con el tratamiento anaeróbico ($P \leq 0,05$).

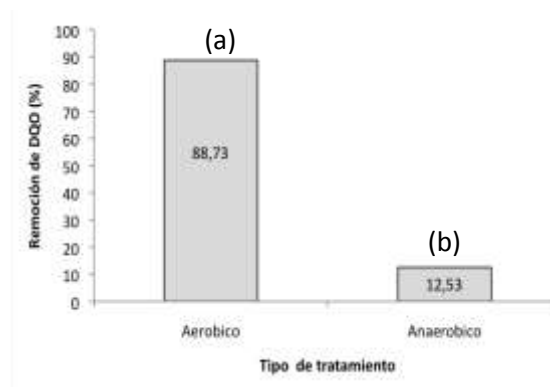


Figura 5. Eficiencia de remoción de DQO en el SBR (R1 vs. R2).

Letras diferentes entre columnas representa diferencia estadística, según prueba de Tukey ($P \leq 0,05$).

La Figura 5 es una comparación de las dos condiciones bajo la cual operó el reactor biológico. Claramente, se puede observar que bajo la condición aerobia la remoción de la DQO fue mayor que cuando el reactor operó anaeróbicamente. El porcentaje promedio de remoción de R1 (aeróbico) fue de 88,73% logrando un



efluente con concentración de DQO por debajo de los límites establecidos en el Decreto 883 (MARN, 1995). Mientras que cuando el reactor operó anaeróbicamente los porcentajes de remoción fueron bajos siendo en promedio de 12,53%, es decir; el agua residual entró al tratamiento con una alta concentración de materia orgánica y a la salida los valores de esta no mostraron cambios significativos, manteniéndose en concentraciones muy similares al agua residual cruda.

La eficiencia de remoción de DQO de R1 es comparable con las revisadas por Suresh *et al.* (2011) para efluentes similares, en este caso de bebidas alcohólicas quienes encontraron remociones de DQO comprendidas entre 88,7 y 90% en efluentes de cervecerías, mientras que para efluentes de destilerías la remoción estuvo entre 70 y 80%.

Por su parte, la baja eficiencia del R2 se atribuye principalmente al inadecuado funcionamiento del reactor, que aparentemente, no logró adaptarse a las condiciones y operó de manera inestable. Es reconocida la eficiencia de los procesos anaeróbicos en la degradación de materia orgánica, una muestra de ello

se observa con los resultados publicados por Narihiro *et al.* (2015) quienes obtuvieron una eficiencia de remoción de DQO > 95 %, en aguas residuales de bebidas no alcohólicas tratadas en dos biorreactores con dichas condiciones; pero también es característico que cuando algún factor los perturba, el proceso es muy lento para recobrar su estabilización; se presume, que en el presente estudio, esto afectó el tratamiento y no fue posible recuperar el sistema (IDEA, 2007).

Basándose en los resultados mostrados en la Figura 5, quedó demostrado que el tratamiento biológico recomendado para el agua residual producida en la embotelladora de bebidas no alcohólicas debe fundamentarse en un reactor biológico que opere en condiciones aeróbicas (R1).

CONCLUSIONES

La caracterización del efluente de la embotelladora de bebidas no alcohólicas mostró que los contaminantes principales que se deben remover del agua residual son el carbono, medido como DQO y las bacterias coliformes totales y fecales.

El tratamiento aeróbico en el SBR resultó ser el más eficiente para la



remoción de materia orgánica y de coliformes fecales del agua residual industrial.

Las unidades mínimas requeridas para el tratamiento del efluente industrial serían el reactor biológico (SBR) y el tanque de desinfección (cloración o rayos ultravioletas).

AGRADECIMIENTO

Los autores agradecen el apoyo brindado por el Consejo de Desarrollo Científico, Humanístico y Tecnológico (CDCHT) de la Universidad Centroccidental Lisandro Alvarado, UCLA - Barquisimeto, Venezuela (Proyecto registrado: código 1072-RAG-2016).

REFERENCIAS

APHA-AWWA-WEF (2012) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 22th Edition. 9-66 a 9-72, métodos 9221 B y C.

Asociación Alemana de Saneamiento (ATV). (1989). *Aguas residuales del procesamiento de aguas minerales y de la industria del refresco y jugos de frutas*. CAPRE-ANDESAPA-CEPIS. 29 p.

Bitton, G. (2005). *Waste Water Microbiology*. Part B. Public Health

Microbiology 3ra. ed. Ed. John Wiley & Sons, Inc, USA, 729 p.

Cervantes-Zepeda, A.I., Cruz-Colín, M.R., Aguilar-Corona, R., Castilla-Hernández P. y Meraz-Rodríguez, M. (2011). *Caracterización fisicoquímica y microbiológica del agua tratada en un reactor UASB escala piloto*. Revista Mexicana de Ingeniería Química Revista Mexicana de Ingeniería Química Academia Mexicana de Investigación y Docencia en Ingeniería Química, A.C. 10 (1), 67-77.

COVENIN. Comisión venezolana de normas industriales. (1996). *Alimentos. Método de determinación del número más probable de bacterias coliformes fecales y de Escherichia coli*. Segunda Revisión. Norma N° 1104-96, Venezuela.

Cruz, R. (2002). Diseño de un Reactor Anaerobio de Lecho Fluidizado para una Planta de Tratamiento de Efluentes Líquidos de La Embotelladora Coca Cola Toluca. (Proyecto de titulación previo a la obtención del título de Licenciado en Ingeniería Química). Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa. México D.F.

Espíndola, E.V. (2011). *Evaluación de efluentes industriales descargados por la industria embotelladora de bebidas gaseosas The Tesalia Springs Company*. Trabajo de Investigación (Graduación), Modalidad: Trabajo Estructurado de Manera Independiente (TEMI), presentado como requisito previo a la obtención del Título de Ingeniera



Bioquímica, otorgado por la Universidad Técnica de Ambato a través de la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos. 182 p.

García-Morales M.A., Roa-Morales G, Barrera-Díaz C y Balderas-Hernández P. (2012). *Treatment of soft drink process wastewater by ozonation, ozonation- H_2O_2 and ozonation-coagulation processes*. J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng. 47 (1), 22-30.

IDAE. Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía. (2007). *Biomasa: Digestores anaeróbicos*. España. 48 p.

Ley de Aguas. (2007). Gaceta oficial de la República Bolivariana de Venezuela. N° 35.595. Caracas.

López-López, A., Barrera-Fraire, J. y Vallejo-Rodríguez, R. (2008). *Estudio comparativo entre un proceso fisicoquímico y uno biológico para tratar agua residual de rastro*. Interciencia 33 (7), 490-496.

Mace, S. y J. Mata-Alvarez. (2002). *Utilization of SBR technology for wastewater treatment: an overview*. Ind. Eng. Chem. Res. 41, 5539-5553.

Madigan M. T., Martinko J. M. y Parker J. (2009). *Brock: Biología de los microorganismos*. (10ª edición). Ed. Pearson-Prentice-Hall, Madrid. 927 p.

MARN. Ministerio del Ambiente de Recursos Naturales. (1995). *Normas para la clasificación y el control de*

la calidad de los cuerpos de agua y vertidos o efluentes líquidos. Decreto 883. Gaceta oficial de la República de Venezuela, 5.021 (extraordinaria).

Moreno-Rincón, C. (2003). *Tratamiento de aguas residuales en la embotelladora CocaCola mediante un reactor de lecho fluidizado inverso*. Trabajo de Grado. Universidad Autónoma Metropolitana. México.

Narihiro T, Kim N-K, Mei R, Nobu M.K., y Liu W-T. (2015). *Microbial Community Analysis of Anaerobic Reactors Treating Soft Drink Wastewater*. Quan Z-X, ed. PLoS ONE. 10(3):e0119131 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0119131>.

Pavlostathis S.G. y Giraldo-Gómez E. (1991). *Kinetics of anaerobics treatment: a critical review*. Critical reviews in environmental control. Vol 2: 490 p.

Suresh, S., Ravi Kant Tripathi y Gernal Rana M.N. (2011). *Review on treatment of industrial wastewater using sequential batch reactor*. International Journal of Science Technology & Management 2 (1), 64-84.

UN-Water Decade Programme on Capacity Development (UNW-DPC). (2013). *Proceedings of the UN-Water project on the Safe Use of Wastewater in Agriculture*. Editors: Jens Liebe, Reza Ardakanian (UNW-DPC). Proceedings Series No. 11. Published by UNW-DPC, Bonn, Germany.



Vitalis. Observatorio ambiental de Venezuela. (2017). *Menos de 25% de aguas residuales en Venezuela son tratadas*. Nota de prensa. Venezuela. Disponible en <http://www.vitalis.net/2017/03/menos-25-aguas-residuales-venezuela-tratadas/> [Consulta: 17 marzo 2017].

Wright, H. B. y Cairns, W. L. (2011). *Desinfección de agua por medio de luz ultravioleta*. Trojan Technologies Inc, London, Ontario, Canadá.